

A FÜRJ *Coturnix coturnix* (LINNAEUS, 1758) ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁNAK VIZSGÁLATA AGRÁRKÖRNYEZETBEN

Németh Tamás Márton¹, Kelemen Petra¹, Csiszár Ágnes², Kovács Gyula¹, Faragó Sándor¹
& Winkler Dániel¹

¹Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology,

²Soproni Egyetem, Növénytani és Természetvédelmi Intézet
University of Sopron, Department of Botany and Nature Conservation
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary; e-mail: tomanemeth@gmail.com

ABSTRACT

NÉMETH T.M., KELEMEN P., CSISZÁR Á., KOVÁCS GY., FARAGÓ S. & WINKLER D. (2019): HABITAT SELECTION OF THE COMMON QUAIL (*Coturnix coturnix*) IN AGRICULTURAL ENVIRONMENT. *Hungarian Small Game Bulletin* **14**: 141–163. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2019.141>

The present study investigated the habitat selection of the Common Quail (*Coturnix coturnix*) in both intensively (LAJTA Project) and extensively managed (MOSON Project) agricultural environments in North-West Hungary. In order to assess the habitat preferences of the Common Quail, habitat composition around occupied plots were compared with unoccupied control plots. Multivariate methods (PCA, DFA and GLMs) were used to distinguish the main factors influencing the habitat selection and to model the presence of the Common Quail. To characterize the habitat, variables related to vegetation structure and diversity, food availability and landscape were quantified. Based on the results, high probability of Common Quail presence can be predicted in plots with higher herbaceous cover and more abundant arthropod communities. The network of ecotone habitats, particularly the proximity to woody habitats, also appeared to have significant importance during the breeding season.

KULCSZAVAK: fűrj, táplálékinálat, növényborítás, szegélyökotonok

KEY WORDS: Common quail, food availability, plant cover, edge ecotones

1. BEVEZETÉS

Ahhoz, hogy a fajok élőhelyválasztását megértsük, fontos, hogy a habitat vagy élőhely kifejezést értelmezzük. Az egységes definíciót – az egyszerűbbtől a bonyolultabbig – számos kutató próbálta megfogalmazni (pl. WHITTAKER *et al.* 1973, HALL *et al.* 1997, MORRIS 2003, KEARNEY 2006). A kifejezést általában egy adott faj vagy populáció fizikai környezetének leírására használják különböző térbeli léptékben nézve. Néha viszont a definíció magában foglalja a faj/populáció állandóságát vagy egyéni túlélési és reprodukciós képességét is (WHITTAKER *et al.* 1973, HALL *et al.* 1997).

A fajok élőhelyeinek tanulmányozásánál alapvető, hogy megismerjük az adott faj ökológiai igényeit, amplitúdóját, ami kifejezi a faj és környezete közötti kapcsolatot. A különböző fajok élőhelyének vizsgálatával foglalkozó terület viszonylag fiatal az ökológia tudományán belül. A témakör az 1970-es évek kezdetén vált egyre aktuálisabbá, ami egybeesett a fajok elterjedésének feltárására irányuló növekvő érdeklődéssel (GUISAN & THUILLER 2005). MORRIS (2003) szerint a legtöbb vizsgálat célja az élőhelyválasztást befolyásoló különböző tényezők szerepének megértése, amelyek meghatározzák az egyedek térbeli eloszlását is. Ezen alkotóelemek közé tartozik például az elterjedés, a rendelkezésre álló táplálékforrások, a

rendelkezésre álló hely (MORRIS & DAVIDSON 2000), vagy akár a fajon belüli és fajok közötti interakciók (ROSENZWEIG 1981, MORRIS 1999). Gyakran előfordul az is, hogy a megfelelő élőhelyek korlátozottan állnak rendelkezésre az egyedek számára, így azok a kevésbé kedvező vagy rosszabb feltételekkel rendelkező élőhelyeket fogják elfoglalni (MORRIS 2003).

Tudva levő, hogy az európai mezei madárfajok populációjának csökkenéséért leginkább a mezőgazdasági művelés intenzifikációja a felelős (pl. CHAMBERLAIN & FULLER 2000, DONALD *et al.* 2001, 2006, BÁLDI 2008, VOŘÍŠEK *et al.* 2010). Habár a csökkenés mértéke regionális szinten különbségeket mutat (WRETENBERG *et al.* 2006, BÁLDI & FARAGÓ 2007, BÁLDI & BATÁRY 2011, TRYJANOWSKI *et al.* 2011), ezért a folyamatok jobb megértése érdekében pontosabb populációvizsgálatokra van szükség.

A fűj (*Coturnix coturnix* L. 1758) az Európa területén előforduló fácánfélék (Phasianidae) legkisebb termetű és egyetlen olyan képviselője, amely hosszútávú vonulóként a Száhel öv füves területein telet (MCGOWAN *et al.* 1994). A nagy kiterjedésű nyílt, fa és cserje nélküli élőhelyeket kedveli (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973), így feltehetőleg a füves puszták, illetve a gyérebb állományú erdős puszták madara volt (CRAMP 1980). Válaszul eredeti élőhelyei megfogyatkozására és átalakulására, sikerült alkalmazkodnia a különböző mezőgazdasági kultúrákhoz (CRAMP 1980). Ezzel a fűj az agrártájak jellegzetes madarává vált (UDVARDY 1941, GEORGE 1990, GUYOMARC'H *et al.* 1998).

A fűj az 1900-as évek elejéig általánosan elterjedt volt Európa-szerte. Állománycsökkenésére már a 19. század végén felfigyeltek (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1973). Az 1980-as években újabb csökkenést észleltek Nyugat-Európa legtöbb országában (PERENNOU 2009), amely csökkenő trend jellemzi még mindig a faj állományát az egyes európai országokban (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2018). Állománya hazai viszonylatban is csökkenés mutat, országos és régiós szinten is (SZÉP *et al.* 2012, NÉMETH *et al.* 2014, MME 2018). A fészkelő populáció nagysága 74 000 és 90 000 pár közöttre tehető (HADARICS & ZALAI 2008, BIRDLIFE INTERNATIONAL 2018).

Fűjre vonatkozó vizsgálatokat – amelyek az élőhelyhasználatával, mozgásával, a japán fűjjel (*Coturnix japonica*) való hibridizációval vagy a populáció eloszlásával voltak összefüggésben – elsősorban Nyugat-Európában (Franciaország, Németország, Spanyolország) végeztek (pl. SAINT-JALME & GUYOMARC'H 1989, GEORGE 1990, 1996, GUYOMARC'H 2003, PUIGSERVER *et al.* 1999, 2007). Magyarországon a fűj kevésbé tanulmányozott faj. A hazai szakirodalomban leginkább faunisztikai tanulmányokkal találkozhatunk (pl. SZÜTS 1898, BARTHOS 1917, KÜLLEY 1924, BÁN & IGMÁNDY 1939, RAPOS 1957, DEBRECENI *et al.* 1990, KOVÁCS 2005, FARAGÓ 2012b), a faj ökológiájának kutatásával kevesen foglalkoztak (lásd KEVE *et al.* 1953),

Munkánk célja az volt, hogy feltárja azokat az ökológiai tényezőket, amelyek a fűj számára az élőhelyválasztásban kulcsfontosságúak a művelés alatt álló agrárélőhelyeken. A vizsgálat során az alábbi kérdésekre kerestünk válaszokat: (i) melyek azok az élőhelyet jellemző, a növényzet struktúrájára, az ízeltlábú táplálékkínálatra és a tájszerkezetre vonatkozó változók, amelyek a fűj jelenlétét és habitatválasztását leginkább meghatározzák, befolyásolják; illetve (ii) mutatkoznak-e eltérések a fűj habitatválasztását illetően intenzív és extenzív agrárkörnyezetben?

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1. VIZSGÁLATI TERÜLETEK A MOSONI-SÍKON

A tájföldrajzi besorolás szerint a Kisalföld földrajzi nagytájban található Mosoni-sík határát keleten a Mosoni-Duna, északon és nyugaton az országhatár, míg délen az Újrónafő-

Lébény-Abda vonal képezi (DÖVÉNYI 2010). Az erdészeti tájbeosztás a területet már nem a Hansághoz, hanem a Szigetköz-Rábaköz tájba és azon belül a Mosoni síkság tájrészletbe sorolja be (HALÁSZ 2006). A kistáj egész területe magas ártéri fekvésű, hordalékkúpon kialakult síkság. A vidéket a folyóvizek medrei gazdagon tagolják. Alapvetően mérsékelt hűvös, de K-en mérsékelt meleg, száraz éghajlat jellemzi.

A Mosoni-sík egykori természetes növényzete gyökeresen átalakult, elszegényedett, a természetszerű vegetációs egységek térfoglalása minimális. A táj mai képét a szántóföldi művelés határozza meg, az erős fragmentációhoz a sok közlekedési létesítmény is hozzájárul. A nagytáblás, intenzív mezőgazdálkodás jellemzi a tájat, viszont a mezővédő erdősávok aránya kedvező. Főleg kalászosokat, kukoricát, pillangósokat és repcét termesztnek (FARAGÓ 2012b). A Mosoni-sík egykor számos száraz gyepvel és nedves réttel rendelkezett. Ezen gyepek élőhelyek ma már kis kiterjedésűek, általában keskenyek és az állandósuló szegélyhatás, fizikai károsodások, vegyszerbemosódás és adventív fajok terjedése miatt erősen leromlottak vagy el is tűntek.

2.1.1. LAJTA Project

A LAJTA Project létrejöttének alapvető célja a mezei élőhelyeken élő vadfajok (vadászható és védett fajok) és környezetüknek hosszú távú vizsgálata, valamint az ökológiai szemléletű apróvadgazdálkodás hazai elindítása volt, amely a tenyésztés megtartása mellett az élőhelyek állapotának javításával próbálja a fenntarthatóság feltételeit megteremteni és azt hosszú távon működtetni.

A projekterület közigazgatásilag Mosonszolnok község (40,6%) és Jánossomorja város (59,4%) határában helyezkedik el (1. ábra). A projekt feladata alapításától kezdődően a tartamosság („long-term”) biztosítása volt, tehát nem csak egy adott állapotot, de folyamatokat is rögzíteni kíván, így lehetőséget biztosít az ok-okozati összefüggések, a rendszerelemek kapcsolatainak, működési mechanizmusainak tisztázására, a beavatkozások hatáselemzésére (FARAGÓ 2012b).

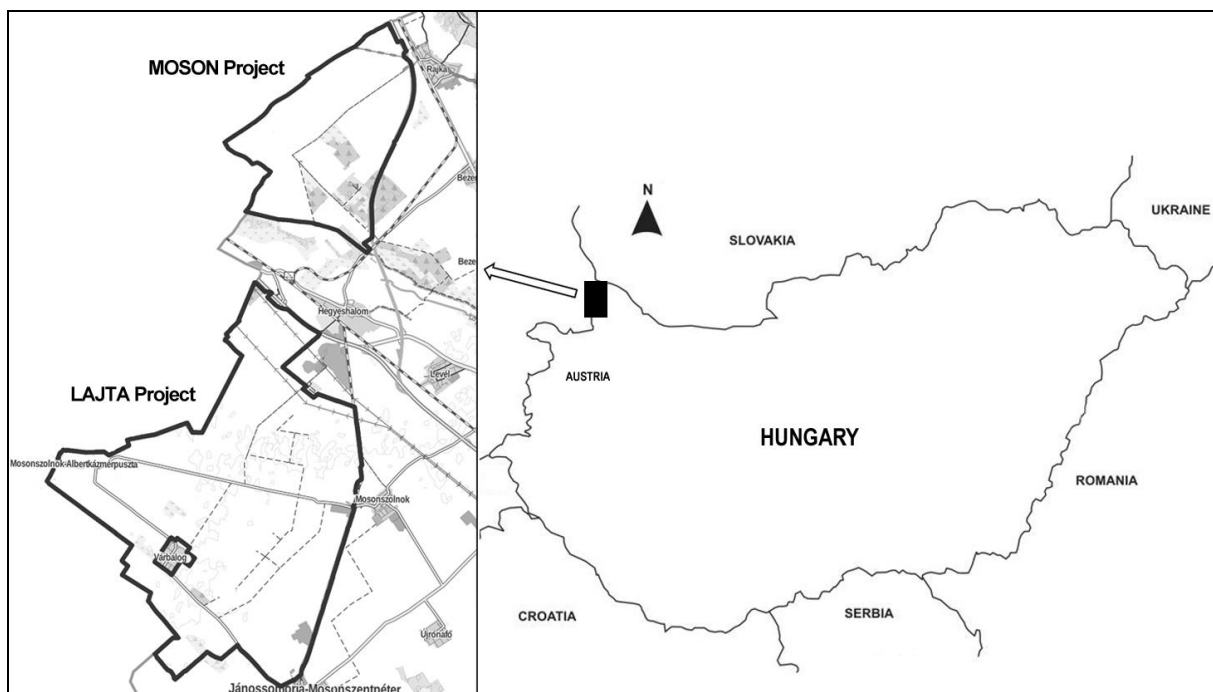
Az erdőssztyep vegetáció az évezredek folyamán elszegényedett, zömében elvesztette az erdőfoltokat a Mosoni-síkon, különösen a LAJTA Project térségében, sőt a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva, reliktum jelleggel vannak jelen. A földhasználatra itt is az intenzív nagyüzemi növénytermesztés (átlag 45-50 ha-os táblanagyság) és a szántók túlsúlya jellemző. A terület főbb élőhelytípusai közül a vizsgálat szempontjából a gyepek, ugarok és szántók érdekesek. A vizsgált területen található gyepsávok nem hasznosított területek, nagyságuk 1 ha, amelyek mesterségesen létrehozott, vetett területek (FARAGÓ 2012c). A szántóterületek nagysága 2810 ha, a termesztett növények területi aránya a vizsgálati időszakokban változó volt. Az adott évre vetésterv készül, amit a projekt munkatársai tényleges havi vetésterület térképen pontosítanak minden hónap 15. napján (FARAGÓ 2012c). A vegyszermentes táblaszegélyek hossza kb. 15 km, a vadföldsávoké kb. 25 km. Az erdészetileg üzemtervezett erdősávok és erdők képezik kiterjedésben (110 ha) és arányban (3,5%) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust (FARAGÓ 2012a). A LAJTA Project területén meghatározó jelentőségű a meszes, száraz talajokra jellemző, uralkodó szegetális gyomtársulás, a gomborka-pipitér társulás (*Camelino microcarpae-Anthemidetum austriacae*) (KIRÁLY & KIRÁLY 2014).

2.1.2. A MOSON Project

Az 1992-ben indított élőhelyvédelmi program különösen a tűzok- és fogolypopulációk védelmét és erősítését tűzte ki célként. A LAJTA Project-hez hasonlóan itt is alapvető célként

szerepelt az élőhelyek állapotának javítása és a fenntarthatóság feltételeinek megteremtése hosszú távon.

A mintegy 880 ha kiterjedésű MOSON Project területe Hegyeshalom és Rajka települések között helyezkedik el (**1. ábra**). A területen régóta intenzív mezőgazdasági tevékenység folyt, valamint a külszíni kavicsbányák terjedése miatt az erdősztyep vegetáció itt is elszegényedett, a természetes gyepek is kis kiterjedésben, erősen degradálva vannak csak jelen. A szántókon a legnagyobb arányban termesztett növény az őszi búza és viszonylag nagy területen folyik a repce termesztése is. A tűzok védelme szempontjából bevezetésre került az ún. vándorsávos művelés, amelynek lényege, hogy az ugar és az extenzíven művelt területek váltása 1–5 éves különbséggel történik meg, ezenkívül nagyszámban megtalálhatóak az ún. tűzokföldek is, amelyek a Mosoni-síkra jellemző, parlag jellegű területek (FARAGÓ & KALMÁR 2006). A tűzok szaporodási időszakában továbbá mellőznek minden mezőgazdasági munkálatot a táblákban fészkelő madarak nyugalmanak biztosítása érdekében (FARAGÓ & KALMÁR 2006). Ahogy a LAJTA Project területén, itt is az erdősávok képezik kiterjedésben (kb. 30 ha) és arányban (3,4 %) is a legfontosabb fás jellegű élőhelytípust.



1. ábra: A vizsgálati terület (LAJTA project)

Figure 1. Map of the study area (LAJTA Project)

2.2. TEREPI FELMÉRÉSI MÓDSZEREK

2.2.1. A fűrj territóriumok felmérése

A vizsgálat során a RODRÍGUEZ-TEJEIRO *et al.* (2010) által javasolt, több országban (Spanyolország, Portugália, Franciaország, Marokkó) már eredményesen alkalmazott monitoring módszert vettük alapul. Megfelelő időjárási körülmények mellett (esőmentes, szélcsendes) havonta egy alkalommal, a kora reggeli órákban minden egyes megfigyelési pontnál 1,5 perces hallgatóság után egy rövid idejű (20-25 sec.) tojó hívóhang lejátszására került sor. Ennek oka, hogy az adott helyszínen az inaktív hímeket (ún. "silent males", de akár

nevezhetjük szubdomináns kakasoknak) is hangadásra ösztönözzük. Minden pont egymástól min. 500 méterre volt, a dupla számolás elkerülése érdekében. Az éneklő kakasok helyét az adott kakastól 15-20 m távolságra megállva GPS készüléken bemértük. A felmérés 2014-ben a teljes költési időszakot felölelte (április második felétől augusztus közepéig).

2.2.2. Az élőhelyi jellemzők felmérése

A fűjek által kiválasztott élőhelyek vizsgálatához kétféle léptéket alkalmaztunk. A szakirodalmi adatok alapján (GUYOMARC'H *et al.* 1998a, PERENNOU 2009) egy szűkebb léptékű, 75 m sugarú körben lehatárolt területet (~1,5 ha) – a továbbiakban territórium lépték – vizsgáltunk. Ezen kívül a tájléptékű elemzéshez egy nagyobb, 500 m sugarú körrel (~79 ha) lehatárolt területet is bevontunk a vizsgálatokba. Az elemzésekhez a LAJTA Project területén előzetesen felmért, foglalt "territóriumok" közül összesen 18 került kiválasztásra, valamint a habitatválasztást meghatározó fontosabb paraméterek feltárására további 18, nem foglalt, kontroll pontnak és körzetének felvételezése is megtörtént. Mivel az így elemzésbe vont pontok kizárólag az intenzív agrárkörnyezetre reprezentatívak, további 18 territórium került kiválasztásra az extenzív gazdálkodással jellemezhető MOSON Project területén, a faj élőhelyválasztásának árnyaltabb és általánosabb érvényű értékeléséhez. A MOSON Project területének homogénebb élőhelyszerkezete és a fűj relatíve magasabb denzitása miatt kontroll pontok kijelölése itt nem volt lehetséges.

A territóriumok kiválasztásakor mindkét projekt területén belül fontos volt, hogy egymástól legalább 500 m távolságban legyenek. A kontroll pontok kitűzése a „Hawth's Analysis Tools” (BEYER 2004) alkalmazással történt, úgy, hogy a faj számára potenciális növényi kultúrákban válasszon ki helyszíneket (kizárva ezzel az egyéb alkalmatlan helyszíneket, pl. út, tó, lakótelek). A körök középpontja ($r=75$ m és $r=500$ m) a territóriumok esetében az éneklő egyed helye (korábbi terepi felmérés), a kontroll helyeknél a generált pontok voltak. A tájléptékű ($r=500$ m) kiértékelésbe vont jellemzők a következők voltak: fás ökotonok hossza (Wood_Lgth), gyepes táblaszegélyek hossza (Margin_Lgth), minimum távolság a fás ökotontól (Wood_Dist), minimum távolság a gyepes táblaszegélytől (Margin_Dist), valamint az utak hossza (Road_Lgth). A fás ökotonok hossza (Wood_Lgth) a tájléptékű körben ($r=500$ m) lemért erdősávokat, fasorokat és/vagy bokorsávokat jelentette. A gyepes táblaszegélyek hosszát (Margin_Lgth) úgy határoztuk meg, hogy az nem tartalmazta a fás ökotonok és táblaszegély közötti lágyszárú vegetációs élőhely hosszát. A fás ökotonoktól és gyepes táblaszegélyektől vett minimum távolság (Wood_Dist és Margin_Dist) a kör középpontjától mért legközelebbi szegélyélőhely távolsága. Az utak hossza (Road_Lgth) a körön belül található, földes, kavicsos és aszfalt utak hosszát jelenti.

2.2.2.1. Cönológiai felmérések

A fűjek által kedvelt helyszíneken és a kontroll kultúrákban 2014-ben botanikai felvételezés is történt. A felvételek során az adott kultúra lágyszárú/gyomflóráját vizsgáltuk. A felvételezés a BRAUN-BLANQUET módszert követte (JAKUCS & PRÉCSÉNYI 1981). A borításértékek becslése a BALÁZS-UJVÁROSI skála alapján történt. A felmérést territórium léptékben végeztük el, így a 75 m sugarú körön belül 5 db, egyenként 5×5 m (25 m^2) nagyságú kvadrátot mértünk fel.

2.2.2.2. A táplálékkínálat felmérése

A talajfelszínen mozgó ízeltlábú (Arthropoda) táplálék élőhelyenkénti felmérése a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott Barber-féle talajcsapdázással (BARBER 1931) történt, 3

dl űrtartalmú és 8 cm szájátmérőjű műanyagpoharakkal, amelyekben ölfolyadékként 70%-os etilén-glikol oldatot használtunk. A poharak fölé alumíniumtetők kerültek, hogy a hulló- és kisemlősfajok csapdába kerülését kiküszöböljük, továbbá, hogy védjük a csapda tartalmát a lehulló csapadéktól. A táplálékkínálatot a cönológiai felvételezéshez hasonlóan a territórium léptéken belül ($r=75$ m) vizsgáltuk. A cönológiai felvételek kvadrátjain belül egy-egy talajcsapda ($n=5$) került kihelyezésre.

A begyűjtött minták válogatása és rendszertani besorolása után (**1. táblázat**), a minták tartalmát szárítószekrényben 24 órán keresztül 85–90°C-on szárítottuk, ezután következett a száraz biomassza mérése.

1. táblázat: A táplálékkínálat-elemzés során azonosított ízeltlábú csoportok

Table 1. Arthropod taxons identified

Ízeltlábú csoportok	Rendszertani kategória <i>Taxon level</i>
Arachnida – Pókszabásúak	Osztály – <i>Class</i>
Isopoda – Ászkarák	Rend – <i>Order</i>
Diplopoda – Ikerszelvényesek	Osztály – <i>Class</i>
Chilopoda – Százlábúak	Osztály – <i>Class</i>
Collembola – Ugróvillások	Rend – <i>Order</i>
Blattodea – Csótányok	Rend – <i>Order</i>
Mantodea – Fogólábúak	Rend – <i>Order</i>
Orthoptera – Egyenesszárnyúak	Rend – <i>Order</i>
Dermaptera – Fülbemászók	Rend – <i>Order</i>
Heteroptera – Poloskák	Alrend – <i>Suborder</i>
Auchenorrhyncha – Kabócák	Alrend – <i>Suborder</i>
Coleoptera – Bogarak	Rend – <i>Order</i>
Lepidoptera – Lepkék	Rend – <i>Order</i>
Diptera – Kétszárnyúak	Rend – <i>Order</i>
Hymenoptera – Hártáyszárnyúak	Rend – <i>Order</i>

2.3. A KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

2.3.1. Cönológiai felmérések kiértékelése

A felmért kvadrátokban megállapítottuk az előforduló növényfajok számát, becsülve a borításukat. A lágyszárú diverzitást a SHANNON & WEAVER (1949) által leírt formulával határoztuk meg:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

$$\text{ahol: } p_i = \frac{n_i}{N} \quad \text{és} \quad \sum_{i=1}^S p_i = 1$$

ahol: H' : Shannon diverzitás
 S : össz fajszám
 p_i : az i -edik faj relatív gyakorisága
 N : összes egyedszáma
 n_i : az i -edik faj egyedszáma

2.3.2. A táplálékkínálat értékelése

A Barber-csapdák által gyűjtött ízeltlábú minták válogatása sztereomikroszkóp (20–30 szoros nagyítás) segítségével történt, majd taxononként meghatároztuk az egyedszámot. A taxon-diverzitást a SHANNON képlet segítségével határoztuk meg.

A növényzet és a táplálékkínálat diverzitását ezen kívül Rényi-féle diverzitási rendezéssel is elemeztük, amely módszer lehetővé teszi a közösségek diverzitásának összehasonlítását egy komplex diverzitási skála mentén (TÓTHMÉRÉSZ 1997). Egy adott közösséget diverzebbnek nevezünk egy másiknál, ha profilja a másik fölött fut. Ha a profilok metszik egymást, akkor a diverzitás szempontjából a közösségek nem rangsorolhatók egyértelműen.

2.3.3. A habitatválasztás értékelése

2.3.3.1. Főkomponens-analízis (PCA)

A LAJTA Project területén belül elhelyezkedő territóriumok és a kontrollpontok alapján a fűrj élőhelypreferencia-összefüggéseinek feltárásához a felmért vegetáció, táplálékkínálat és egyéb élőhelyszerkezeti jellemzők értékeiből összeállított adatrendszerre főkomponens-analízist végeztünk. Ahhoz, hogy az élőhelyválasztást szélesebb spektrumon is értékelni tudjuk, egy következő lépésben a MOSON Project területén lévő territórium pontokat is bevontunk az elemzésekbe.

A főkomponens-elemzés (rövidítése PCA – Principal Component Analysis) egy olyan többváltozós statisztikai eljárás (adatredukciós módszer), amivel az adathalmaz dimenzióját csökkenteni lehet, de az adathalmaz karakterisztikája és lényeges információtartalma mégis megmarad (a jelen lévő varianciát a lehető legjobban megtartja), így a benne rejlő minták megtalálhatók és felismerhetők (JOLLIFFE 2002). A transzformáció a főkomponenseket a maximum variancia kritérium alapján határozza meg olyan módon, hogy a hozzájuk tartozó sajátértékek alapján sorba is rendezi. A Kaiser kritériumnak megfelelően az egynél nagyobb sajátértékű komponenseket vontuk be a további elemzésekbe. A főkomponens-elemzésbe bevont élőhelyváltozók adatrendszerét a **2. táblázat** foglalja össze. A kiinduló élőhelyváltozók átlageltéréseit párosított t-próbával, HUTCHESON (1970) által módosított t-próbával (diverzitások), illetve egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) vizsgáltuk.

2. táblázat: Az élőhelyet leíró jellemzők adatrendszere

Table 2: Data system of the habitat structure variables

Az adatrendszer komponensei <i>habitat variables</i>	Jelölés az elemzés során <i>abbreviations</i>
növényzet fajszáma – <i>plant species richness</i>	Plant_S
növényzet diverzitása (Shannon) – <i>plant diversity (Shannon)</i>	Plant_Div
növényzet borítása – <i>plant cover</i>	Plant_Cov
ízeltlábú egyedszám – <i>arthropod number</i>	Arth_Ind
ízeltlábú tömeg (száraz) – <i>arthropod dry weight</i>	Arth_W
ízeltlábú diverzitás (Shannon) – <i>arthropod diversity</i>	Arth_Div
fás ökotonok hossza – <i>length of woody ecotones</i>	Wood_Lgth
min. távolság fás ökotontól – <i>min. distance from woody ecotones</i>	Wood_Dist
gyepes táblaszegélyek hossza – <i>length of grassy field margins</i>	Margin_Lgth
min. távolság gyepes táblaszegélytől – <i>min. distance from field margins</i>	Margin_Dist
utak hossza – <i>total length of roads</i>	Road_Lgth

A létrejött új változók (főkomponensek) eltérését t-próbával (a foglalt és kontroll pontok között), illetve egytényezős varianciaanalízissel (ANOVA) elemeztük.

2.3.3.2. Általánosított lineáris modell (GLMs)

A főkomponens-analízis során kapott új változókat felhasználva általánosított lineáris modellt (GLMs) alkalmaztunk a fűrj jelenlétének előrejelzésére. Mivel a fűrj territórium foglaltságot bináris függő változónak tekintjük (jelenlét: 1, hiány: 0), a szignifikanciaszint megállapításához binomiális hibaszerkezetet (binomial error structure) és logit link funkciót használtunk (JANZEN & STERN 1998). A magyarázó változókat (főkomponensek) a modellekbe előrehaladó lépésenkénti szelekcióval (forward stepwise) építettük be. A változók egyenként történő tesztelését követően a szignifikáns hatásúakat ($p < 0.05$) egy közös modellbe vontuk össze. A GLMs modell validitását Cohen-féle kappa statisztikával értékeltük, megadva a helyesen besorolt esetek arányát (COHEN 1960), a véletlen folytán előálló esetek valószínűségét figyelembe véve. LANDIS & KOCH (1977) útmutatása alapján, ha a 0–0,4 közötti kappa érték gyenge, a 0,4–0,6 közötti érték közepes, a 0,6–0,8 közötti érték jó, 0,8–1 közötti érték pedig kiváló egybehangzóságot jelent.

2.3.3.3. Diszkriminancia-analízis (DFA)

A vizsgálati területen felmért fűrjek habitatválasztásának finom eltéréseit az intenzív és extenzív agrárélőhelyeken diszkriminancia-analízis (DFA) segítségével elemeztük. A diszkriminancia-analízis célja, hogy alacsony mérési szintű függő változót magas mérési szintű független változók együttes figyelembevételével magyarázzon. A diszkriminancia-analízis során a magyarázó változókból (habitatszerkezeti jellemzők) olyan diszkrimináló függvények jönnek létre, amelyek a legnagyobb különbségeket produkálják a függő változóban a definiált csoportok (fűrj territóriumok és kontrollpontok) között.

A statisztikai elemzéseket a PAST 3.20 (HAMMER *et al.* 2001), a SAS v. 9.4 (SAS INSTITUTE 2013) és az SPSS v. 20.0 (IBM CORP. 2011) segítségével végeztük el.

3. EREDMÉNYEK

3.1. A FÜRJ ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁT BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐK

A fűrj territóriumokban, illetve a kontrollpontokban felmért élőhelyszerkezeti, valamint a táplálékkínálatra vonatkozó változók értékeinek összehasonlítását az **3. táblázat** mutatja be. A LAJTA Project területén felmért fűrj territóriumok, valamint kontrollpontok vonatkozásában a növényzetet leíró változók szignifikáns eltérést mutattak, míg az ízeltlábú táplálékkínálat változói közül csak az egyedszámok között adódott szignifikáns különbség.

Az ízeltlábú táplálékkínálat eredményei azt mutatják, hogy a fűrj számára potenciális zsákmányfajok közül mindkét mintaterületen a legnagyobb arányban a bogarak (Coleoptera), hártvászárnyúak (Hymenoptera) és a pókok (Arachnida) közül kerültek ki, de a MOSON Project területén még az egyenesszárnyúak (Orthoptera) és az ászkarákok (Isopoda) is fontos szerepet játszhatnak a táplálkozásban. Az ugróvillások (Collembola) száma szintén magas volt, de elenyésző adat áll rendelkezésre európai szinten, hogy meghatározó összetevője lenne a fűrj táplálékának. A nagyobb méretű epedafikus fajok (pl. *Orchesella* spp., *Seira* spp.) fogyasztása azonban feltételezhető.

3. táblázat: A fűj territóriumok, valamint kontroll mintaterületek élőhely-karakterisztikáinak összefoglaló áttekintése (átlag ± SE (CV)); az átlagértékek összehasonlítása (t-próba^a, módosított t-próba^b (HUTCHESON); egytényezős ANOVA).

*p<0,1; **p<0,05; ***p<0,01; ns – nem szignifikáns

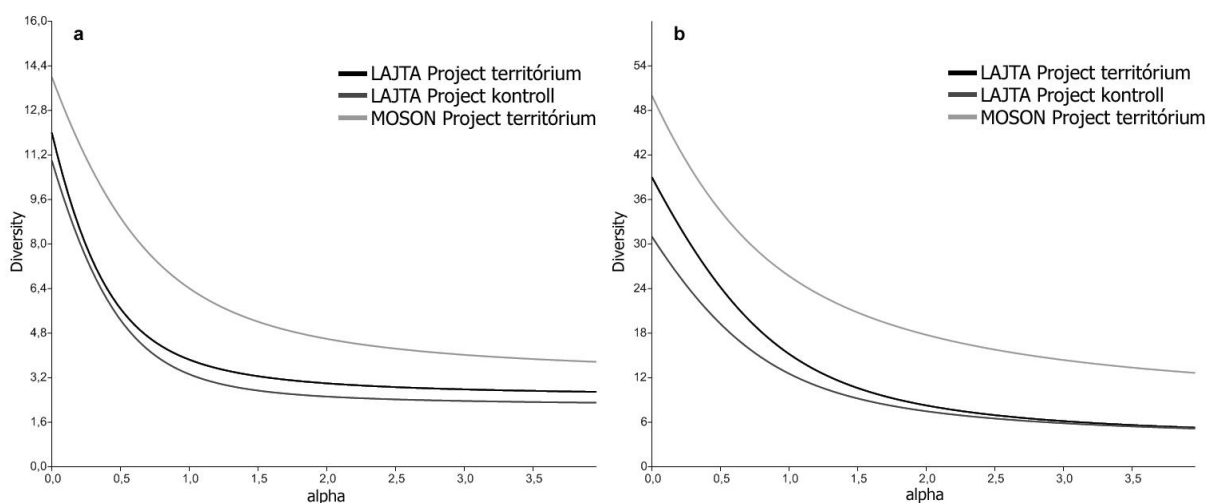
Table 3: Habitat characteristics (mean ± SE (CV)) in the Common quail territories and control plots; comparison of mean values (t-test^a; modified t-test^b (HUTCHESON); one-way ANOVA). *p<0.1;

p<0.05; *p<0.01; ns – non significant

	LAJTA Project territórium ^{1,2}	LAJTA Project kontroll ^{1,2}	MOSON Project ²	¹ t-próba (t)	² ANOVA (F)
Plant_S	25,1 ± 1,29 (16,3)	19,4 ± 0,72 (10,8)	33,9 ± 1,23 (11,5)	2,698 ^{***}	34,59 ^{***}
Plant_Div	2,14 ± 0,07 (10,8)	1,91 ± 0,08 (12,5)	2,46 ± 0,09 (11,2)	2,162 ^{b**}	–
Plant_Cov	41,0 ± 8,07 (62,2)	25,4 ± 1,52 (18,9)	94,3 ± 1,68 (5,6)	2,496 ^{***}	55,80 ^{***}
Arth_Ind	1624,8 ± 215,1 (41,9)	1083,6 ± 173,0 (50,5)	1733,7 ± 244,2 (44,5)	2,178 ^{***}	2,68*
Arth_W	32,1 ± 5,44 (53,5)	25,1 ± 7,7 (33,2)	50,6 ± 6,9 (43,3)	1,040 ^a ns	5,57 ^{**}
Arth_Div	1,37 ± 0,04 (9,7)	1,24 ± 0,06 (16,2)	1,71 ± 0,09 (16,7)	1,584 ^b ns	–
Wood_Lgth	1387,5 ± 108,6 (24,7)	1310,0 ± 74,6 (18,0)	702,5 ± 147,8 (66,5)	0,988 ^a ns	10,77 ^{***}
Wood_Dist	199,5 ± 6,2 (9,8)	71,5 ± 9,5 (42,0)	244,5 ± 39,8 (51,6)	11,31 ^{***}	14,02 ^{***}
Margin_Lgth	896,0 ± 137,8 (48,6)	933,5 ± 102,8 (34,8)	756,5 ± 45,9 (19,2)	-0,118 ^a ns	0,824 ns
Margin_Dist	234,5 ± 45,9 (61,9)	204,5 ± 40,5 (62,7)	256,0 ± 65,2 (80,5)	0,489 ^a ns	0,251 ns
Road_Lgth	1685,2 ± 163,4 (30,7)	1492,0 ± 152,8 (32,4)	1052,5 ± 230,4 (69,2)	0,864 ^a ns	2,058 ns

A LAJTA és MOSON Project területén felmért fűj territóriumok gyomvegetáció átlagos borításértékei alapján domináns fajok voltak az angol perje (*Lolium perenne*), a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a francia perje (*Arrhenatherum elatius*), a szöszös pipitér (*Anthemis austriaca*) és a tarackbúza (*Agropyron repens*) is. Az egyes gabonavetések (pl. őszi árpa, őszi búza, tritikálé) a zártabb struktúra és a permetezés folytán kevesebb gyomfajjal, az extenzívebben kezelt mosoni terület kvadrátjai több fajjal rendelkeztek.

A növényzet és az ízeltlábú táplálék diverzitások összehasonlítását szemléltető Rényi-féle diverzitási rendezések (2. a-b. ábra) jól mutatják, hogy mind a növényzet, mind pedig a rovarközösségek diverzitása alapján jól elkülönül az extenzív agrárkörnyezet (MOSON Project).



2. ábra: A fűj territóriumok és kontroll pontok diverzitási profiljai a cönológiai felvételezések (a) és a rovarközösségek (b) alapján

Figure 2. Diversity profiles of the Common quail territories and control plots based on the (a) botanical survey and the (b) arthropod communities

Jól láthatóan az alfa skálaparaméterek teljes spektrumán magasabb értékeket vesznek fel a diverzitási profilok. Az intenzív agrárkörnyezetben felmért foglalt területek és a fűrj által elkerült kontroll mintapontok mind a növényzet, mind pedig a rovardiverzitás tekintetében hasonló, egymáshoz közel futó profilt mutattak. Kisebbségi eltérés csak a rovarközösségek esetében volt megfigyelhető $\alpha=0$ skálaparaméternél, ami a fűrj által foglalt területeken magasabb taxongazdagságot reprezentál.

3.1.1. Főkomponens-analízis eredményei (LAJTA Project)

A főkomponens-elemzés input adathalmazát a **2. táblázat** változói képezték. A főkomponens-analízis eredményeként összesen négy olyan új, egymástól független változó jött létre, amelynek a sajátértéke 1-nél nagyobb.

A négy komponens a teljes varianciának a 80,5%-át magyarázza (**4. táblázat**), ami a vizsgálat szempontjából megfelelő, magas értéknek mondható. A kiválasztott négy főkomponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit a **5. táblázat** tartalmazza.

Az első főkomponens (PC1) a variancia 32,11%-át magyarázta, nagy súllyal tartalmazva a növényzethez kapcsolódó változókat, mint például a borítás (Plant_Cov), fajszám (Plant_S) és diverzitás (Plant_Div). Emellett jól korrelált még ezzel a főkomponenssel az ízeltlábú abundancia (Arth_Ind), valamint a legközelebbi erdősávától mért távolság (Wood_Dist) is. Az átlagos főkomponens-szkórok e tengely mentén szignifikáns különbséget mutattak a tényleges területek és a fűrj által nem foglalt, kontroll mintakörök között (t test, $t = 5,023$; $p < 0,01$).

A második főkomponens (PC2) a variancia 20,97%-át fedte le, és nagy súllyal tartalmazta az ízeltlábú táplálékkínálathoz kapcsolódó további változókat, mint a száraz tömeg (Arth_W), valamint az ízeltlábú közösségek diverzitása (Arth_Div). Közepes erősségű korrelációval szerepet játszik ennél a főkomponensnél a gyepes táblaszegélyek összhossza (Margin_Lgth) is. Az átlagos főkomponens-szkórok azonban nem mutattak szignifikáns eltérést a területek és a kontrollpontok között a második főkomponens mentén (t test, $t = 0,892$; ns).

4. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai (LAJTA Project)

Table 4. Eigenvalues of components and total variance explained by components

PC	Kezdeti sajátértékek <i>Initial eigenvalues</i>			Főkomponensek előállításakor <i>Extraction sums of squared loadings</i>			Elforgatás után <i>Rotation sums of squared loadings</i>		
	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>
1	3,532	32,113	32,113	3,532	32,113	32,113	2,377	21,607	21,607
2	2,306	20,965	53,078	2,306	20,965	53,078	2,226	20,239	41,846
3	1,718	15,621	68,698	1,718	15,621	68,698	2,114	19,220	61,066
4	1,303	11,843	80,541	1,303	11,843	80,541	1,839	16,715	77,780
5	0,907	8,981	89,522						
6	0,408	4,012	93,534						
7	0,267	2,798	96,332						
8	0,129	1,299	97,631						
9	0,107	1,073	98,704						
10	0,081	0,833	99,537						
11	0,040	0,463	100,000						

A harmadik főkomponens (PC3) a variancia további 15,62%-áért volt felelős, és elsősorban az erdősávok összesített hossza (Wood_Lgth), valamint a gyepes táblaszegélyektől való távolság (Margin_Dist) határozta meg. A foglalt territóriumok és a kontrollpontok között viszont nem mutatkozott szignifikáns elkülönülés e főkomponens mentén (t test, $t = 1,873$; ns).

5. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után

Table 5. Varimax rotated component matrix

	Főkomponens – Principal components			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Plant_S	0,514	0,183	0,319	0,264
Plant_Div	0,603	-0,098	0,290	-0,119
Plant_Cov	0,863	0,244	-0,180	0,096
Arth_Ind	0,667	0,340	-0,187	0,022
Arth_W	-0,231	0,801	-0,196	-0,231
Arth_Div	-0,214	0,870	0,144	0,097
Wood_Lgth	0,311	-0,372	0,796	0,159
Wood_Dist	-0,696	-0,313	0,134	0,221
Margin_Lgth	0,319	0,576	0,276	-0,202
Margin_Dist	-0,361	-0,344	-0,625	-0,033
Road_Lgth	0,193	-0,209	0,220	-0,678

A negyedik főkomponens (PC4) a variancia 11,84%-át írta le, nagy súllyal csupán a mintakörökön belül mért összesített úthosszat (Road_Lgth) tartalmazva. Mindazonáltal az átlagos főkomponens-szkórok ennél a főkomponensnél sem mutattak szignifikáns eltérést a fűj territóriumok és a kontroll pontok között (t test, $t = 1,516$; ns).

A továbbiakban a főkomponens-analízis során kapott új, egymástól független változók előrehaladó lépésenkénti szelekcióval (forward stepwise) kerültek be az általánosított lineáris modellekbe (GLMs), amelynek összefoglaló eredményeit a **6. táblázat** tartalmazza.

6. táblázat: Az általánosított lineáris modell (GLMs) eredménye a fűj jelenlétének predikciójára

Table 6. Summary of GLMs for the probability of presence of Common Quail

Faktorok – Factors	β	SE	χ^2	p
(intercept)	2,018	0,747	7,114	0,008
PC1	0,076	0,017	34,073	0,000
PC3	-0,625	0,210	3,988	0,047
Residual deviance	17,963			

A táblázat csak a szignifikáns hatású változókat tünteti fel. Az első főkomponens (PC1), így az azt meghatározó eredeti faktorok (növényzet változói, ízeltlábú egyedszám, fás ökotonoktól való távolság) pozitív hatással voltak a fűj jelenlétének valószínűségére ($\beta = 0,076$). Egyben ez a főkomponens volt a legerősebben befolyásoló változó a modellben ($\chi^2 = 34,073$).

A harmadik főkomponens (PC3), illetve az azt meghatározó változók (fás ökotonok hossza, táblaszegélytől való távolság) kevésbé voltak meghatározók ($\chi^2 = 3,988$), de szintén szignifikáns hatással bírnak a fűjek jelenlétének valószínűségére. A kapott modell jobb illeszkedést mutatott a fűj fészkelőhabitat előrejelzésére a jelenlét esetében (70,4%), összehasonlítva a helyesen besorolt esetek arányát a nem foglalt (hiány), kontroll habitatok

vonatkozásában (62,6%). A GLMs modell validitását vizsgálva a Cohen-féle kappá érték 0,441-nek adódott, ami közepes illeszkedést jelent az adatokhoz.

3.1.2. Főkomponens-analízis eredményei (LAJTA és MOSON Project)

Ahhoz, hogy teljesebb képet tudjunk alkotni a fűj élőhelyválasztásáról, az extenzívebben kezelt MOSON Project területén felmért territóriumok élőhelyi paramétereit is bevontuk a vizsgálatokba. Az így lefuttatott főkomponens-analízis eredményeként három olyan, egymástól független változó jött létre, amelynek a sajátértéke 1-nél nagyobb. A három komponens a teljes varianciának több, mint kétharmadát (70,6%) magyarázza, ami az értékelés szempontjából megfelelőnek mondható (**7. táblázat**). A három főkomponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit a **8. táblázat** tartalmazza.

Az első főkomponens (PC1) a variancia 41,01%-át magyarázta. A MOSON Project területeivel kibővített elemzésben hasonlóképpen nagy súllyal szerepelnek a növényzeti változók: a fajszám (Plant_S), diverzitás (Plant_Div) és borítás (Plant_Cov). Az ízeltlábú táplálékkinálatot jellemző változók közül itt a diverzitás (Arth_Div), valamint a száraz tömeg (Arth_W) mutattak erősebb korrelációt az első főkomponenssel. Az átlagos főkomponens-szkórok szignifikáns különbséget mutattak az első főkomponens tengelye mentén (egytényezős ANOVA, $F(2, 39) = 32,68$; $p < 0,01$).

A második főkomponens (PC2) a variancia további 17,14%-át fedte le, nagy súllyal ennél a főkomponensnél az ízeltlábú egyedszám (Arth_Ind), a szegélyökotonoktól való távolság (Wood_Dist, Margin_Dist), valamint az erdősávok hossza (Wood_Lgth) változók jelentek meg. Az átlagos főkomponens-szkórok e tengely mentén is szignifikáns különbséget mutattak (egytényezős ANOVA, $F(2, 39) = 4,71$; $p < 0,05$).

A táblaszegélyek (Margin_Lgth) és az utak hossza (Road_Lgth) által leginkább meghatározott harmadik főkomponens (PC3) a variancia 12,38%-át magyarázta, azonban nem mutatkozott szignifikáns eltérés az átlagos főkomponens-szkórok között (egytényezős ANOVA, $F(2,39) = 0,63$; $p = 0,446$; ns).

7. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai

Table 7. Eigenvalues of components and total variance explained by components

PC	Kezdeti sajátértékek <i>Initial eigenvalues</i>			Főkomponensek előállításakor <i>Extraction sums of squared loadings</i>			Elforgatás után <i>Rotation sums of squared loadings</i>		
	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>
1	4,353	41,069	41,069	4,353	39,569	39,569	3,524	32,038	32,038
2	1,660	17,142	58,211	1,660	15,088	54,658	2,106	19,145	51,182
3	1,134	12,384	70,595	1,134	10,312	64,969	1,517	13,787	64,969
4	0,994	8,364	78,959						
5	0,868	6,002	84,961						
6	0,683	4,812	89,773						
7	0,484	3,965	93,738						
8	0,461	3,392	97,130						
9	0,251	1,997	99,127						
10	0,071	0,489	99,616						
11	0,042	0,384	100,000						

8. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után

Table 8: Varimax rotated component matrix

	Főkomponens – Principal components		
	PC1	PC2	PC3
Plant_S	0,916	0,120	-0,129
Plant_Div	0,807	0,136	-0,258
Plant_Cov	0,877	0,365	-0,068
Arth_Ind	0,174	0,593	-0,048
Arth_W	0,653	0,461	0,071
Arth_Div	0,753	-0,122	-0,178
Wood_Lgth	-0,200	-0,629	-0,030
Wood_Dist	0,290	0,637	-0,326
Margin_Lgth	-0,124	0,281	0,849
Margin_Dist	0,246	-0,570	-0,165
Road_Lgth	-0,198	-0,395	0,732

3.1.3. Diszkriminancia-analízis eredményei (LAJTA és MOSON Project)

A diszkriminancia-analízis segítségével arra a kérdésre kerestük a választ, hogy mutatkozik-e eltérés intenzív és extenzív agrárkörnyezetben a fűj habitatválasztásában. Az analízisbe a LAJTA Project kontrollpontjait is bevontuk. Összesen három diszkrimináló függvény jött létre a 42 felmért mintakör élőhelyjellemzőinek analízise során. A diszkrimináló függvények standardizált együtthatóinak értékeit a **9. táblázat** tartalmazza. Az első diszkrimináló függvényt legerősebben a növényzet borítása (Plant_Cov) határozza meg, ezután következik az erdősávoktól való távolság (Wood_Dist), valamint az erdősávok hossza (Wood_Lgth). Szükséges ellenőrizni, hogy az eljárás olyan diszkrimináló függvényeket hozott létre, amelyek értékei a legnagyobb mértékben eltérnek a vizsgált intenzív és extenzív fészkelőhelyek, valamint a kontroll élőhelyek között. Ezt mutatják a Wilks' Lambda-teszt értékei és a kapcsolódó szignifikanciák (**10. táblázat**).

9. táblázat: A kanonikus diszkriminancia függvények standardizált együtthatói

Table 9: Standardized canonical discriminant function coefficients

	Diszkrimináló függvény		
	DF1	DF2	DF3
Plant_S	-0,061	-0,638	0,420
Plant_Div	0,369	0,879	-0,066
Plant_Cov	0,963	-0,313	-0,160
Arth_Ind	0,115	0,851	0,475
Arth_W	-0,464	0,015	0,176
Arth_Div	0,392	0,623	-0,277
Wood_Lgth	0,695	0,318	0,030
Wood_Dist	-0,946	0,438	-0,114
Margin_Lgth	-0,190	-0,005	-0,243
Margin_Dist	0,236	0,497	0,172
Road_Lgth	0,360	0,931	0,731

Az első teszt (1-től 3-ig) esetében – a mindhárom diszkrimináló függvény által együttesen magyarázatlanul hagyott négyzetösszeget a függvények teljes heterogenitását jelentő négyzetösszeghez viszonyítva – az eredmények azt mutatják, hogy az élőhelyeket leíró folytonos változók együttes hatása alapján az extenzív és intenzív agrárélőhelyek – utóbbin belül pedig a fészkelőhelyek és kontroll mintaterületek is –, szétválnak egymástól (Wilks teszt: $\lambda = 0,003$, $\chi^2 = 409,994$; $p < 0,0001$), és a csoportok centroidjai közötti különbség szignifikáns.

A következő teszt (2-től 3-ig) azt vizsgálja, hogy az első függvényt kihagyva a modelltől a többi diszkrimináló függvény a teljes heterogenitás mekkora részét hagyja magyarázatlanul. Fokozatosan kihagyva a többi függvényt is az elemzésből, a további tesztekkel arra az eredményre jutunk, hogy mindegyik variáció szignifikáns különbséget ad a jellemzők között, bár az utolsó teszt esetében (egyedül a 3. diszkrimináló függvényt véve) a diszkrimináló erő már láthatóan kisebb.

10. táblázat: A diszkrimináló függvények tesztje

Table 10. Tests of the discriminational functions

Függvény-teszt <i>Test of Function</i>	Wilks' Lambda	Chi ²	df	Sig.
1-től 3-ig	0,003	409,994	12	0,000
2-től 3-ig	0,046	80,215	6	0,000
3	0,346	27,580	2	0,000

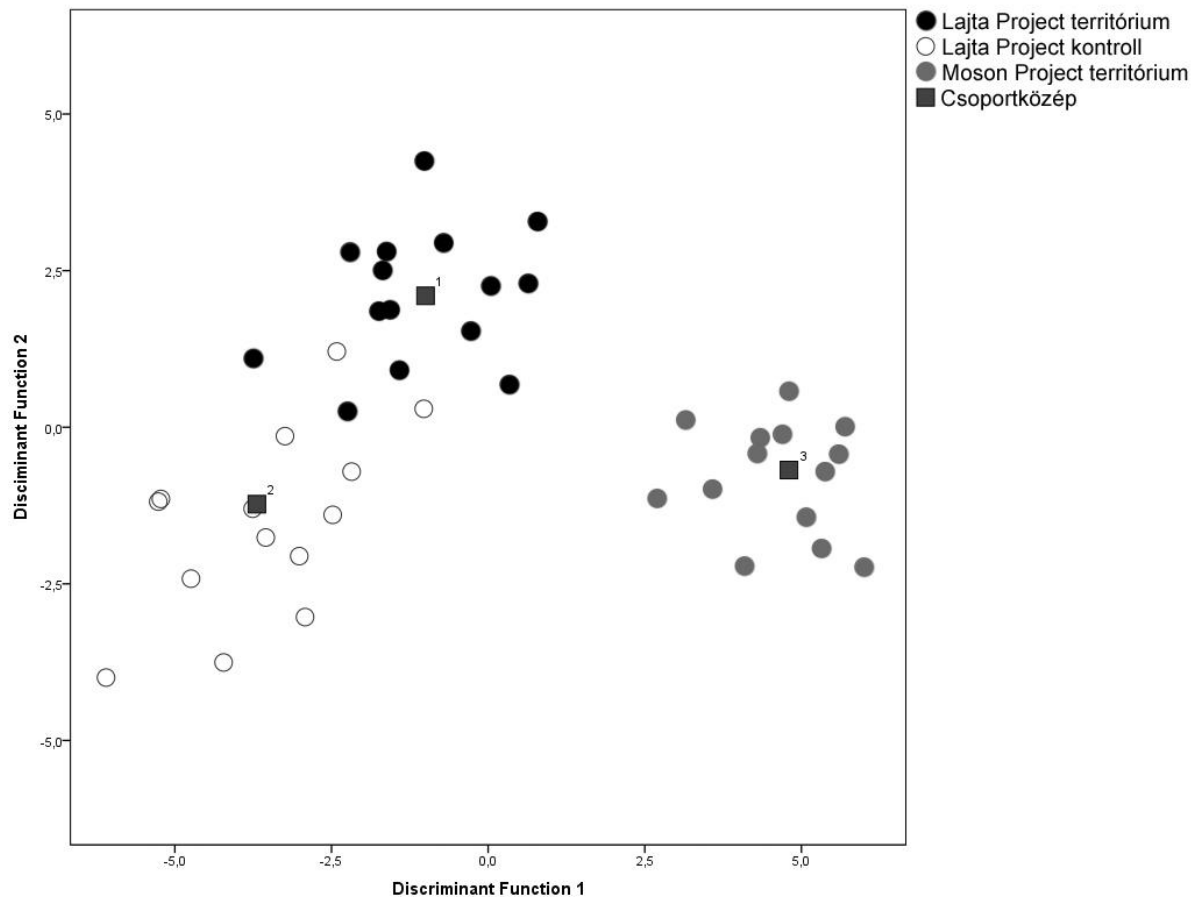
A sajátértékek a diszkrimináló függvények által megmagyarázott és megmagyarázatlanul hagyott heterogenitás hányadosai (**11. táblázat**). A táblázatból az is kiolvasható, hogy a teljes megmagyarázott hányadot 100%-nak tekintve az egyes diszkrimináló függvények hogyan osztoznak ezen a magyarázaton. Látható, hogy a megmagyarázott hányad legnagyobb részben (77,7%) az első, leginkább a növényzet borítása, valamint a fás ökotonok hossza, illetve az azoktól való távolság által meghatározott diszkrimináló függvénynek köszönhető. A diszkriminancia-analízis a változók alapján a felmért pontokat három jól elkülöníthető diszkrét csoportba sorolta, a helyesen besorolt esetek aránya 96,7%-nak adódott. A **3. ábra** ezt a három csoportot szemlélteti az első két diszkrimináló függvény által meghatározott kétdimenziós térben. Az intenzív (LAJTA Project) és extenzív (MOSON Project) élőhelyek határozott elkülönülést mutattak.

11. táblázat: A diszkrimináló függvények értelmezett varianciája (DA)

Table 11. Total variance explained (DA)

Függvény	Sajátérték	A variancia %-ában	Kumulatív %	Kanonikus korreláció
1	6,572	77,7	77,7	0,932
2	2,865	17,9	95,6	0,809
3	1,102	4,4	100,0	0,737

A LAJTA Project területén belül, a fűrj territóriumok és a kontroll mintapontok között kisebb átfedés ugyan mutatkozik az első két diszkrimináló függvény által meghatározott síkon, a csoportok centroidjai közötti szignifikáns különbség azonban azt mutatja, hogy a foglalt és kontroll élőhelyek is jól szétválnak egymástól az első három diszkrimináló függvény által meghatározott topológiai térben.



3. ábra: Fűj territóriumok és kontroll pontok diszkriminancia topológiája az élőhelyváltozók alapján létrejött függvények szerint

Figure 3: Discriminant function analysis scatterplot of Common quail territories and control plots

4. DISZKUSSZIÓ

Az agrárélőhely uniformizálásának hatása (STOATE *et al.* 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002) vizsgálatunk egyes részeredményeiben is megmutatkozik, így a növényzet fajszáma a MOSON Project területén szignifikánsan magasabb, mint a lajtai területeken. De ide sorolhatjuk az ízeltlábú egyedszámbeli eltéréseket is, amire már Európában korábban felhívták a figyelmet (WILSON *et al.* 1999). A LAJTA Project területén két kulcsfontosságú környezeti tényező, a megfelelő vegetációborítás és táplálékkínálat, pozitívan befolyásolja a faj előfordulását. Ez a két feltétel nemcsak a fűjek számára fontos, hanem további mezei madárfajoknak is, mint például a fogoly vagy a mezei pacsirta, de az utóbbi tényező a rovarévó emlősöknél sem elhanyagolható. Az optimális lágyszárú növényzet ellenállóbb az időjárás viszontagságaival és biztonságosabb a ragadozókkal szemben, ezáltal alkalmas fészkelőhelyet biztosít a földön fészkelő fajok számára (RANDS 1986, GREEN & STOWE 1993, EGGERS *et al.* 2011). CAPDEVILA *et al.* (2016) szerint a fűjek esetében (is) kimondottan fontos tényező a növényzet magassága, mivel a magasabb vegetációban a fűj kevésbé válik láthatóvá a ragadozók számára. Ezt a tényt erősítik RODRÍGUEZ-TEIJEIRO *et al.* (2010) és NÉMETH & WINKLER (2017) vizsgálatai is, miszerint a fűjek a betakarítás vagy kaszálás időszakában a területet elhagyva egy új, megfelelő magasságú vegetációval rendelkező helyszínt, búvóhelyet keresnek. Ahogy azt már korábban többen is kijelentették (pl. GEORGE

1990, BROYER 1996, MICHAÏLOV 1996, AUNINS & PRIEDNEKS 2003, KOSICKI *et al.* 2014), a fűrjek egyáltalán nem kerülnek a nagy kiterjedésű mezőgazdasági élőhelyeket. MOREBY & AEBISCHER (1992) és PANEK (1997) véleménye megegyezik abban, hogy az egybefüggő növényzetborítás pozitív hatással van a rovarmennyiség növekedésére, ami a szárnyas apróvad fiókák (pl. fácán (*Phasianus colchicus*), fogoly) elsődleges tápláléka, hozzájárulva ezáltal a szaporodási sikerességhez is. SIEMANN *et al.* (1998) és KLEIJN *et al.* (2006) munkáikban arra hívták fel a figyelmet, hogy a növényzet fajszámának gazdagsága szoros kapcsolatban van számos ízeltlábú csoporttal. Mindkét kutatócsapat arra az eredményre jutott, hogy a növényi fajgazdagság pozitív hatással bír, azaz növeli az egyes rovarcsoportok (pl. Orthoptera, Araneida, Coleoptera, Hymenoptera) fajgazdagságát mind a gyepterületeken, mind pedig a mezőgazdasági területeken. Vizsgálatunkban a rovardiverzitásban nem adódott különbség a territóriumok és kontroll területek között, viszont a Rényi-féle diverzitási rendezés megmutatta a LAJTA és MOSON Project rovarközösségeinek diverzitása között fennálló eltérést.

A táplálékkínálat-vizsgálat eredménye tehát azt mutatja, hogy az ízeltlábúak abundanciája meghatározó szereppel bír a faj élőhelyválasztásakor, az ízeltlábúak diverzitása azonban csak csekélyebb mértékben befolyásolhatja a fűrjeket. Habár szezonális eltérés tapasztalható a faj táplálkozásában (GÁL & MAROSÁN 2008), mégis a gerinctelen fajok jelentős arányt képviselnek a fűrjek táplálékában, különösen a költési időszak alatt (KEVE *et al.* 1953, COMBREAU & GUYOMARC'H 1992). Mivel a kikelés utáni első hetekben a fiatalok csak és kizárólag gerinctelen állatfajokkal táplálkoznak, növekedésüket nagyban befolyásolja ennek a tápláléknak az elérhetősége (COMBREAU & GUYOMARC'H 1989, GUYOMARC'H *et al.* 1998a). A fűrjek az állati táplálék mellett különböző magvakat is fogyasztanak, így a vegetáció borítása mellett a légyszárú diverzitásának is nagy szerepe van a LAJTA Project területén, ahogy azt a főkomponens-analízis is kimutatta. A művelt gabonátáblák – ahol a legtöbb fűrj territórium található –, általában kevesebb magforrást biztosítanak a madarak számára, mint a táblaszegélyek (WILSON *et al.* 1999, VICKERY *et al.* 2002, HOLLAND *et al.* 2012). Mindemellett a LAJTA Project területén néhány növényi kultúra (pl. őszi gabonák) megfelelő vegetációborítással és fajgazdagsággal rendelkezett, a táblaszegélyek kedvezőbb állapotát azonban nem érték el. Spanyol telemetriás vizsgálat (CAPDEVILA *et al.* 2016) alapján a fűrj tojók inkább a táblaszegélyekhez közel vagy a táblaszegélyekben raktak fészket, ami a biztonságosabb borítással és a jobb táplálékmennyiséggel hozható összefüggésbe (THOMAS & MARSHALL 1999, VICKERY *et al.* 2002, HOLLAND *et al.* 2012). Azonban FARAGÓ (2018) Kisalföldön (ideértve a LAJTA és MOSON Project területein is) végzett hosszútávú vizsgálataiból azt a következtetést vont le a táplálékforrás tekintetében, hogy a szántóföldi élőhelyek nem sokkal maradnak el a természeteszerű gyepterületektől, így a fűrj számára ez a tápláléktípus a nagyobb táblákban is biztosított. Másrésztől több kutatás azt hangsúlyozza, hogy a táblaszegélyekben nagyobb predációs nyomással kell szembesülni (pl. PATON 1994, GARDNER 1998, SARGENT *et al.* 1998, BATÁRY & BÁLDI 2004), de ha a cserje- és/vagy erdősáv eltávolításra kerül a határáról, akkor a következő években egyes madárfajok fészekdenzitása megnő az egykori szegélyek mentén (ELLISON *et al.* 2013). Negatív szegélyhatást a fűrjnél a korábbi spanyol kísérlet azonban nem talált (CAPDEVILA *et al.* 2016). A tájleptékű változók közül viszont a legközelebbi fás ökotontól való távolság mutatott szignifikáns különbséget a territóriumok (mindkét projektterületnél) és kontrollhelyek között. A mosoni területnél azért is nagyobb ez a távolság, mivel arányaiban kevesebb a cserje- és erdősáv, mint a lajtai területnél. De feltételezhetően a korábban említett nagyobb predációs nyomás is közrejátszhat abban, hogy az erdősávoktól viszonylag nagyobb távolságra voltak az észlelések. Annak ellenére, hogy van megfelelő szárnyas- és szörmés ragadozógyérítés a területen, ezekben az erdősávokban is – mint azt Európa más tájain megfigyelték (pl. PATON 1994, HUHTA *et al.*

1996) – a dolmányos varjú (*Corvus cornix*), szarka (*Pica pica*) és nyest (*Martes foina*) fészekrabló hatása jelentkezhethet leginkább, de az utóbbi években feltételezhető a megnövekedett holló (*Corvus corax*) állomány predációs nyomása is.

A gyeses sávok fontossága mellett korábbi kutatások (pl. HINSLEY & BELLAMY 2000, BATÁRY *et al.* 2010, FARAGÓ *et al.* 2012, MORELLI 2013) bizonyos mezei madárfajok esetében a fás ökotonok (pl. telepített sövények, bokorsávok vagy mezővédő erdősávok) szerepét emelik ki. Mivel a MOSON Project területén az erdő- és bokorsávok területaránya alacsonyabb (kb. 30 ha), mint a LAJTA Project területén (kb. 120 ha), ezért nem meglepő, hogy a fás ökotonokat érintő összehasonlításnál az értékek szignifikánsan eltérnek a MOSON Project esetében, illetve az azoktól való távolság is jelentősen kiugró. Az eredményekből jól látszik, hogy a fűrj az erdősávok közelségét kerüli és inkább a szegélyektől távolabb, a táblák belseje felé található meg, amely összhangban van korábbi, hasonló élőhelyeken végzett kutatásokkal (PANEK 1998, PERENNOU 2009). A LAJTA Project területén lévő fás ökotonhálózatról bebizonyosodott, hogy nem elhanyagolható a hatása a fűrj élőhelyválasztására, akár, mint lehetséges táplálékbázist biztosító hely, mivel FOURNIER & LOREAU (2001) szerint a futóbogarak (Carabidae) gyűjtőhelyévé is válhat. MORELLI (2013) a nagytáblás szántók folytonosságának megtörését is kiemeli, így akár az ökológiai folyosók szerepét is betölthetik. Továbbá a fűrj mellett más fajok is hasznát láthatják az ilyen élőhelyeknek, mint például a fogoly, kis őrgébics, tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*), örvös galamb (*Columba palumbus*) vagy erdei fülesbagoly (*Asio otus*) is. A két projekt területén végzett terepi megfigyeléseink, valamint korábbi kutatások alapján a cserje- és erdősávok a fogolynak menedéket nyújthatnak (BRO *et al.* 2000), a *Lanius* fajoknál kiülő- és költőhelyet is biztosíthatnak (WIRTITSCH *et al.* 2001, BRAMBILLA *et al.* 2010, MORELLI *et al.* 2012), a további említett fajok pedig szintén költőhelyet találhatnak bennük. Ezenkívül Nyugat- és Észak-Európa területéről is ismertek olyan felmérések (pl. BERG & PÄRT 1994, GREEN *et al.* 1994, HINSLEY & BELLAMY 2000, BATÁRY *et al.* 2010, MORELLI 2013), amelyek szerint az ilyen fás ökotonok megőrzése vagy akár telepítése, az agrárkörnyezet fejlesztéseként, pozitív hatással van a mezei madárfajok diverzitására és abundanciájára is.

Ha a főkomponens-elemzés értékeit nézzük meg, a fentebb említett tényezők mellett még a növényzet diverzitása és az ízeltlábúak abundanciája voltak azok, ahol különbség adódott az territórium léptéken belül. Az extenzíven és az intenzíven kezelt területek közötti különbség (ld. diszkriminancia-analízis), illetve elkülönülés nem volt rendkívüli a terepi tapasztalatok alapján, de az elemzések eredménye egyértelművé tette a feltételezett eltérést. Ez az eredmény mindazonáltal igazolja a korábbi európai vizsgálatokat, amely alapján az intenzívebb mezőgazdasági művelés az ízeltlábúak csökkenését vonja maga után (SIEMANN *et al.* 1998, BENTON *et al.* 2002). Habár fás ökotonok tekintetében a mosoni terület alulmaradt (részben veszítve ezek rovarokra gyakorolt pozitív hatásából), de a kaszálás után meghagyott bűvősávok vagy a kevésbé pontos kaszálásnak köszönhetően megmaradt táblaszegélyek az ízeltlábúaknak is fontos menedéket és táplálkozást biztosítanak (ANDERSEN 1997, VISZLÓ 2007, HUMBERT *et al.* 2012). Mindemelett SCHAFFERS *et al.* (2008) szerint a rovarközösségek összetételét és diverzitását a növényi fajösszetétel befolyásolja leginkább, mivel a vegetáció fajösszetételében integrálódik és szintetizálódik számos okozati tényező, amelyek a vizsgált ízeltlábú csoport (pl. növényevő, ragadozó, viráglátogató) számára egyaránt fontosak. Maradva a táplálékmenyiség kérdésénél, jól mutatja a kezelés fontosságát a fogoly fészekalj vizsgálata (RANDS 1986), amely szerint azokon a területeken, ahol kevésbé intenzív körülmények voltak, a fogoly párok nagyobb fészekaljat költöttek és a fiókák túlélése is sikeresebb volt. Így ilyen helyeken, mint a MOSON Project területe, hasonló eset állhat fenn a vadászható szárnyas apróvad és védett mezei madárfajainknál is (pl. fácán, fogoly, fűrj, mezei pacsirta, sordély, túzok).

A LAJTA Project területén végzett vizsgálatból egyértelműen látszik, hogy a fűj szívesen használja a nagytáblás mezőgazdasági területeket, amelyeket, mint intenzív agrárkörnyezet szokás jellemezni. Tehát a megfelelő vegetációstruktúra – magas és elegendően sűrű, állandó/egybefüggő borítás – megléte inkább pozitív, mint gátló hatással bír a mezei madárfajok számára (ERDŐS *et al.* 2009, EGGERS *et al.* 2011), amelyet jelen vizsgálat is megerősít a fűj esetében.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 – A felsőoktatási rendszer K+F+I szerepvállalásának növelése intelligens szakosodás által Sopronban és Szombathelyen” című projekt támogatásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- ANDERSEN, A. (1997): Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col., Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and boundaries. *Journal of Applied Entomology* **121**(1-5): 77–80. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1997.tb01374.x>
- AUNINS, A. & PRIEDNIEKS, J. (2003): Bird population changes in Latvian farmland, 1995–2000: responses to different scenarios of rural development. *Ornis Hungarica* **12–13**: 41–50.
- BÁLDI, A. & BATÁRY, P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* **58**(3): 365–377. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- BÁLDI, A. & FARAGÓ, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems & Environment* **118**(1-4): 307–311. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.021>
- BÁLDI, A. (2008): Az agrárgazdálkodás változásának hatása madarakra: európai és hazai körkép [The effects of changes in agriculture on birds: a review for Europe and Hungary]. *Ornis Hungarica* **15–16**: 75–75.
- BÁN, T. & IGMÁNDY, J. (1939): Hajdúnánás fészkelő madarai [Breeding birds of Hajdúnánás]. *Aquila* **42–45**: 669–671. (in Hungarian)
- BARBER, H. S. (1931): Traps for cave inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* **46**(2): 259–266.
- BARTHOS, GY. (1917): Adatok a fűj magassági elterjedéséhez [Data on the distribution of Quail]. – *Aquila* **24**: 276. (in Hungarian)
- BATÁRY, P. & BÁLDI, A. (2004): Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* **18**(2): 389–400. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00184.x>
- BATÁRY, P., MATTHIESEN, T. & TSCHARNTKE, T. (2010): Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* **143**(9): 2020–2027. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- BERG, Å. & PÄRT, T. (1994): Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* **17**(2): 147–152. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1994.tb00087.x>
- BEYER, H. L. (2004): Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. Download: <http://www.spatial ecology.com/htools>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2018): Species factsheet: *Coturnix coturnix*. – Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 30/09/2018.
- BRAMBILLA, M., CASALEA, F., BERGERO, V., BOGLIANIC, G., CROVETTO, M., FALCOA, R., ROATIE, M. & NEGRIC, I. (2010): Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing

- effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation* **143**(11): 2770–2778. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.025>
- BROYER, J. (1996): Les "fenaisons centrifuges", une méthode pour réduire la mortalité des jeunes râles de genêts *Crex crex* et des cailles des blés *Coturnix coturnix*. *Revue d'Écologie* **51**(3): 269–276.
- CAPDEVILA, J., PUIGSERVER, M., LÓPEZ, S., PÉREZ-MASDEU, E., GARCÍA-GALEA, E. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2016): The role of nest site selection and cereal production in differential nest predation in Common Quail *Coturnix coturnix* and hybrid quail *C. coturnix* x *C. japonica*. *Ibis* **158**(4): 784–795. <https://doi.org/10.1111/ibi.12390>
- CHAMBERLAIN, D. E. & FULLER, R. J. (2000): Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **78**(1): 1–17. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00105-X)
- COHEN, J. (1960): A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational & Psychological Measurement* **20**(1): 37–46.
- COMBREAU, O. & GUYOMARC'H, J. C. (1989): Évolution de la sélectivité alimentaire chez la caille des blés captive en période estivale. *Cahiers d'Éthologie Appliquée* **9**(3): 321–338.
- COMBREAU, O. & GUYOMARC'H, J. C. (1992): Energy intake, breeding success and growth in captive European quail (*Coturnix coturnix coturnix*) in relation to diet. *Gibier Faune Sauvage* **9**: 677–692.
- CRAMP, S. (1980): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of Western Palearctic*, Oxford University Press. Vol. II. 496–503.
- DEBRECENI, Ö., DROZD, A., GYÖRGY, I. & URBÁN, S. (1990): Áttelelő fűj (*Coturnix coturnix*) Jászkarajenő határában. *Madártani Tájékoztató* júl–dec.: 25.
- DONALD, P. F., GREEN, R. E. & HEATH, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* **268**(1462): 25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- DONALD, P. F., SANDERSON, F. J., BURFIELD, I. J. & VAN BOMMEL, F. P. J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116**(3-4): 189–196. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007>
- DÖVÉNYI, Z. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- EGGERS, S., UNELL, M. & PÄRT, T. (2011): Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Biological Conservation* **144**(3): 1137–1144. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.033>
- ELLISON, K. S., RIBIC, C. A., SAMPLE, D. W., FAWCETT, M. J., & DADISMAN, J. D. (2013): Impacts of tree rows on grassland birds and potential nest predators: a removal experiment. *PloS ONE* **8**(4): e59151. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059151>
- ERDŐS, S., BÁLDI, A. & BATÁRY, P. (2009): Nest site selection and breeding ecology of Skylarks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. *Bird Study* **56**(2): 259–263. <https://doi.org/10.1080/00063650902791983>
- FARAGÓ, S. & KALMÁR, S. (2006): A túzok védelme Magyarországon. Life Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények* 2006. évi különszám: 12–15.
- FARAGÓ, S. (2012a): A határstruktúra alakulása. In: FARAGÓ, S. (szerk.): A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 93–117.
- FARAGÓ, S. (2012b): Bevezetés - A LAJTA Project. In: FARAGÓ, S. (szerk.): A LAJTA Project - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. 7–20.

- FARAGÓ, S. (2012c): Vetésszerkezet és az élőhely-diverzitás változása. In: FARAGÓ S. (szerk.): A LAJTA PROJECT - Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. Nyugat-magyarországi Egyetem kiadó, Sopron. 34–65.
- FARAGÓ, S. (2018): Túzok a Kisalföldön. Soproni Egyetem Kiadó. 97–108.
- FARAGÓ, S., DITTRICH, G., HORVÁTH-HANGYA, K. & WINKLER, D. (2012): Twenty years of the Grey Partridge population in the LAJTA Project (Western Hungary). *Animal Biodiversity and Conservation* **35**(2): 311–319.
- FOURNIER, E. & LOREAU, M. (2001): Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* **16**(1): 17–32. <https://doi.org/10.1023/A:1008115516551>
- GÁL, J. & MAROSÁN, M. (2008): Studies on the biometry, foraging- and reproductive biology of the Quail (*Coturnix coturnix*, Linnaeus 1758) in Hungary. *Acta Agronomica Óváriensis* **50**(2): 43–51.
- GARDNER, J. L. (1998): Experimental evidence for edge related predation in a fragmented agricultural landscape. *Australian Journal of Ecology* **23**(4): 311–321. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1998.tb00736.x>
- GEORGE, K. (1990): Zu den Habitatansprüchen der Wachtel (*Coturnix coturnix*). *Acta Ornithologica* **2**(2): 133–142.
- GEORGE, K. (1996): Habitatnutzung und Bestandssituation der Wachtel *Coturnix coturnix* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* **117**(4-6): 205–211.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M., & BEZZEL, E. (1973): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. AULA-Verlag GmbH, Wiesbaden. Band 5. 283–320.
- GREEN, R. E. & STOWE, T. (1993): The decline of the Corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland in relation to habitat change. *Journal of Applied Ecology* **30**(4): 689–695.
- GREEN, R. E., OSBORNE, P. E. & SEARS, E. J. (1994): The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology* **31**(4): 677–692. <https://doi.org/10.2307/2404158>
- GUISAN, A. & THUILLER, W. (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**(9): 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- GUYOMARC'H, J. C. (2003): Elements for a common quail (*Coturnix c. coturnix*) management plan. *Game & Wildlife Science* **20**: 1–92.
- GUYOMARC'H, J. C., COMBREAU, O., PUGICERVER, M., FONTOURA, P., AEBISCHER, N. J. & WALLACE, D. I. M. (1998): *Coturnix coturnix* Quail. BWP Update 2. 27–46.
- HADARICS, T. & ZALAI, T. (2008): *Nomenclator Avium Hungariae*. MME, Budapest.
- HALÁSZ, G. (2006): *Magyarország erdészeti tájai*. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- HALL, L. S., KRAUSMAN, P. R. & MORRISON, M. L. (1997): The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* **25**(1): 173–182.
- HAMMER, Ø., HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 1–9.
- HINSLEY, S. A. & BELLAMY, P. E. (2000): The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *Journal of Environmental Management* **60**(1): 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- HOLLAND, J., SMITH, B., BIRKETT, T. & SOUTHWAY, S. (2012): Farmland bird invertebrate food provision in arable crops. *Annals of Applied Biology* **160**(1): 66–75. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.2011.00521.x>
- HUHTA, E., MAPPES, T. & JOKIMÄKI, J. (1996): Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* **19**(1): 85–91. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1996.tb00158.x>

- HUTCHESON, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* **29**(1): 151–154.
- IBM CORP. (2011): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- JAKUCS, P. & PRÉCSÉNYI, I. (1981): A fitocönózisok. In: HORTOBÁGYI, T. & SIMON, T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 192–263.
- JANZEN, F. J. & STERN, H. S. (1998): Logistic regression for empirical studies of multivariate selection. *Evolution* **52**(6): 1564–1571. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1998.tb02237.x>
- JOLLIFFE, I. T. (2002): *Principal Component Analysis*. 2nd edition, Springer-Verlag, New York. 30–42.
- KEARNEY, M. (2006): Habitat, environment and niche: what are we modelling? *Oikos* **115**(1): 186–191. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14908.x>
- KEVE, A., ZSÁK, Z. & KASZAB, Z. (1953): A fűrj gazdasági jelentősége. *Természettudományi Évkönyv* **4**: 197–209.
- KIRÁLY, A. & KIRÁLY, G. (2014): Gyomnövényfelvételezés a LAJTA és MOSON Project területén. Kutatási jelentés, Sopron. 3–10.
- KLEIJN, D., BAQUERO, R. A., CLOUGH, Y., DÍAZ, M., ESTEBAN, J., FERNÁNDEZ, F., GABRIEL, D., HERZOG, F., HOLZSCHUH, A., JÖHL, R., KNOP, E., KRUESS, A., MARSHALL, E. J., STEFFAN-DEWENTER, I., TSCHARNTKE, T., VERHULST, J., WEST, T. M. & YELA, J. L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters* **9**(3): 243–254. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x>
- KOSICKI, J. Z., CHYLARECKI, P. & ZDUNIAK, P. (2014): Factors affecting Common Quail's *Coturnix coturnix* occurrence in farmland of Poland: is agriculture intensity important? *Ecological Research* **29**(1): 21–32. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1093-2>
- KOVÁCS, G. (2005): Fűrj (*Coturnix coturnix*) előfordulása vízi élőhelyeken. *Aquila* **112**: 221.
- KÜLLEY, J. (1924): Telelő fűrj. *Aquila* **30–31**: 301.
- LANDIS, J. & KOCH, G. (1977): The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* **33**(1): 159–174.
- MCGOWAN, P. J. K., DE JUANA, E. & BOESMAN, P. (1994): Common Quail (*Coturnix coturnix*). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D. A. & DE JUANA, E. (eds.): *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2: New World Vultures to Guinea fowl. Lynx Edicions, Barcelona. 509.
- MICHAILOV, C. (1996): Seasonal changes in the population of the Quail (*Coturnix coturnix* L., 1758) in the Southwest of Bulgaria. Proceedings of the International Union of Game Biologists XXII. Congress. Sofia, Bulgaria. 14–19.
- MME (2018): Magyarország madarai: Fűrj. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-cotcot> Downloaded: 2019-10-01
- MOREBY, S. J. & AEBISCHER, N. J. (1992): Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. *British Crop Protection Council Monographs* **50**: 181–186.
- MORELLI, F. (2013): Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecological Engineering* **57**: 261–266. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.043>
- MORELLI, F., SANTOLINI, R. & SISTI, D. (2012): Breeding habitat of red-backed shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of Central Italy: is functional heterogeneity one important key? *Ethology Ecology & Evolution* **24**(2): 127–139. <https://doi.org/10.1080/03949370.2011.635696>
- MORRIS, D. W. & DAVIDSON, D. L. (2000): Optimally foraging mice match patch use with habitat differences in fitness. *Ecology* **81**(8): 2061–2066. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2061:OFMMPU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2061:OFMMPU]2.0.CO;2)
- MORRIS, D. W. (2003): Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia* **136**(1): 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1241-4>

- MORRIS, D. W. (1999): Has the ghost of competition passed? *Evolutionary Ecology Research* **1**: 3–20.
- NÉMETH, T. M. & WINKLER, D. (2017): The impact of unmown refuge-strips on the breeding site fidelity of Common Quail (*Coturnix coturnix*) – a case study. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 289–296. <https://doi.org/10.17243/mavk.2017.289>
- NÉMETH, T. M., WINKLER, D. & FARAGÓ, S. 2014. The Common Quail (*Coturnix coturnix* Linnaeus, 1758) population of the Lajta Project during the period of 2013–2014. *Magyar Ápróvad Közlemények* **12**: 125–134. <https://doi.org/10.17243/mavk.2014.125>
- PANEK, M. (1997): The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of Grey Partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology* **34**(3): 787–792.
- PANEK, M. (1998): Use of habitat by Common Quail (*Coturnix coturnix*) in Western Poland. *Gibier Faune Sauvage* **15**: 407–412.
- PATIL, G. P. & TAILLIE, C. (1982): Diversity as a concept and its measurement. *Journal of the American Statistical Association* **77**(379): 548–561.
- PATON, P. W. (1994): The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* **8**(1): 17–26.
- PERENNOU, C. (2009): European Union Management Plan 2009–2011, Common Quail *Coturnix coturnix*, Technical report. European Commission, Luxembourg. 8–30.
- PUIGSERVER, M., RODRIGUEZ-TEIJEIRO, J. D. & GALLEGO, S. (1999): The effects of rainfall on wild populations of Common Quail (*Coturnix coturnix*). *Journal für Ornithologie* **140**(3): 335–340.
- PUIGSERVER, M., VINYOLÉS, D. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. (2007): Does restocking with Japanese quail or hybrids affect native populations of Common Quail *Coturnix coturnix*? *Biological Conservation* **136**(4): 628–635. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.007>
- RANDS, M. R. W. (1986): Effects of hedgerow characteristics on partridge breeding densities. *Journal of Applied Ecology* **23**(2): 479–487. <https://doi.org/10.2307/2404030>
- RAPOS, P. (1957): Fűrj késői költése. *Aquila* **63–64**: 276.
- RÉNYI, A. (1961): On measure of entropy and information. In: NEYMAN, J. (ed.): *Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability (Vol. I.)*, University of California Press. Berkley, USA. 547–561.
- ROBINSON, R. A. & SUTHERLAND, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* **39**(2): 157–176. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., SARDÀ-PALOMERA, F., ALVES, I., BAY, Y., BEÇA, A., BLANCHY, B., BORGOGNE, B., BOURGEON, B., COLAÇO, P., GLEIZE, J., GUERREIRO, A., MAGHNOUJ, M., RIEUTORT, C., ROUX, D. & PUIGSERVER, M. (2010): Monitoring and management of Common Quail *Coturnix coturnix* populations in their atlantic distribution area. *Ardeola* **57**: 135–144.
- ROSENZWEIG, M. L. (1981): A theory of habitat selection. *Ecology* **62**(2): 327–335. <https://doi.org/10.2307/1936707>
- SAINT-JALME, M. & GUYOMARC'H, J. C. (1989): Recent changes in population dynamics of European Quail in the western part of its breeding range. In: Myrberget, S. (ed.) *Transactions of the XIXth Congress of the International Union Game Biologists*. Norwegian Institute for Nature Research, Trondheim, Norway, pp. 130–135.
- SARGENT, R. A., KILGO, J. C., CHAPMAN, B. R. & MILLER, K. V. (1998): Predation of artificial nests in hardwood fragments enclosed by pine and agricultural habitats. *Journal of Wildlife Management* **62**(4): 1438–1442.
- SAS INSTITUTE INC. (2013): Base SAS[®] 9.4 Procedures Guide: Statistical Procedures. Second Edition. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc.
- SCHAFFERS, A. P., RAEMAKERS, I. P., SÝKORA, K. V. & TER BRAAK, C. J. F. (2008): Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* **89**(3): 782–794. <https://doi.org/10.1890/07-0361.1>

- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, (Illinois) USA.
- SIEMANN, E., TILMAN, D., HAARSTAD, J. & RITCHIE, M. (1998): Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist* **152**(5): 738–750. <https://doi.org/10.1086/286204>
- STOATE, C., BOATMAN, N. D. BORRALHO, R. J., RIO CARVALHO, C., DE SNOO, G. R. & EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**(4): 337–365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- SZÉP, T., NAGY, K., NAGY, ZS. & HALMOS, G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* **20**(2): 13–63. <https://doi.org/10.2478/orhu-2013-0007>
- SZÜTS, B. (1898): Fűrj januáriusban Szatmár-vármegyében. *Természettudományi Közlöny* **30**(343): 165.
- THOMAS, C. F. G. & MARSHALL, E. J. P. (1999): Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **72**(2): 131–144. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00169-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00169-8)
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest. 57–64.
- TRYJANOWSKI, P., HARTEL, T., BÁLDI, A., SZYMAŃSKI, P., TOBOLKA, M., HERZON, I., GOŁAWSKI, A., KONVIČKA, M., HROMADA, M., JERZAK, L., KUJAWA, K., LENDA, M., ORŁOWSKI, G., PANEK, M., SKÓRKA, P., SPARKS, T., TWOREK, S., WUCZYŃSKI, A. & ŻMIHORSKI, M. (2011): Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* **46**(1): 1–12. <https://doi.org/10.3161/000164511X589857>
- UDVARDY, M. (1941): A Hortobágy madárvilága. *Tisia* **5**: 92–169.
- VICKERY, J. A., CARTER, N. & FULLER, R. J. (2002): The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(1-2): 41–52. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00317-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00317-6)
- VISZLÓ, L. (2007): A természetkímélő kaszálás gyakorlata. Információs füzet, Pro-Vértes Alapítvány, Csákvár. 7–29.
- VOŘÍŠEK, P., JIGUET, F., VAN STRIEN, A., ŠKORPILOVÁ, J., KLIVANOVÁ, A. & GREGORY, R. D. (2010): Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: How much have we lost? BOU Proceedings–Lowland Farmland Birds III. 1–24.
- WHITTAKER, R. H., LEVIN, S. A. & ROOT, R. B. (1973): Niche, habitat, and ecotope. *American Naturalist* **107**(955): 321–338.
- WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. & BRADBURY, R. B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous farmland birds of northern Europe in the context of agricultural intensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **75**(1-2): 13–20. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00064-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00064-X)
- WIRTITSCH, M., HOI, H., VALERA, F. & KRISTIN, A. (2001): Habitat composition and use in the lesser grey shrike *Lanius minor*. *Folia Zoologica* **50**(2): 137–150.
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, A., SVENSSON, S., THIERFELDER, T. & PART, T. (2006): Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* **43**(6): 1110–1120. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01216.x>

